第 38 卷第 2 期 生 态 学 报 Vol.38,No.2
2018 年 1 月 ACTA ECOLOGICA SINICA Jan.,2018

DOI: 10.5846/stxb201610302213
王金龙,李艳红,李发东.博斯腾湖人工和天然芦苇湿地土壤 CO_2、CH_4 和 N_2O 排放通量.生态学报,2018,38(2):668-677.
Wang J L, Li Y H, Li F D.Emission fluxes of CO_2, CH_4, and N_2O from artificial and natural reed wetlands in Bosten Lake, China.Acta Ecologica Sinica, 2018,38(2):668-677.

博斯腾湖人工和天然芦苇湿地土壤 CO_2、CH_4 和 N_2O 排放通量

王金龙[1,2],李艳红[1,2,*],李发东[1,2,3,4]
1 新疆维吾尔自治区重点实验室"新疆干旱区湖泊环境与资源实验室",乌鲁木齐 830054
2 新疆师范大学地理科学与旅游学院,乌鲁木齐 830054
3 中国科学院地理科学与资源研究所,北京 100101
4 中国科学院大学资源与环境学院,北京 100190

摘要:为研究干旱区淡水湖泊人工、天然芦苇湿地土壤温室气体源汇强度及其影响因素,采用静态箱-气相色谱法,于 2015 年 1 月—12 月对博斯腾湖人工和天然芦苇湿地土壤 CO_2、CH_4 和 N_2O 通量进行全年观测。结果表明, 人工芦苇湿地土壤 CO_2、CH_4 和 N_2O 排放通量变化范围分别为:10.1—588.4mg m^{-2} h^{-1}、2.9—82.4μg m^{-2} h^{-1} 和 1.32—29.7μg m^{-2} h^{-1},天然芦苇湿地土壤 CO_2、CH_4 和 N_2O 排放通量变化范围分别为 10.3—469.6mg m^{-2} h^{-1}、3.1—64.8μg m^{-2} h^{-1} 和 1.9—14.3μg m^{-2} h^{-1}。人工和天然芦苇湿地夏季土壤 CO_2 排放通量均明显高于其他季节,而土壤 CH_4 和 N_2O 排放通量较大值多集中在春末夏初。全年观测期间,人工芦苇湿地土壤 CO_2、CH_4 和 N_2O 排放通量高于天然芦苇湿地($P>0.05$);温度是影响人工、天然芦苇湿地土壤 CO_2 和 N_2O 排放通量的关键因素,近地面温度和 5cm 土壤温度与 CO_2 和 N_2O 排放通量呈现极显著的正相关关系($P<0.01$)。土壤 CH_4 排放通量是温度和水分二者共同影响的,由近地表温度、5cm 土壤温度和土壤含水量共同拟合的方程可以分别解释人工、天然芦苇湿地土壤 CH_4 排放通量的 71%、74.5%;土壤有机碳、pH、盐分、NH_4^+-N、NO_3^--N 也是人工、天然芦苇湿地土壤 CO_2、CH_4 和 N_2O 排放通量的影响因素;人工和天然芦苇湿地土壤均是 CO_2、CH_4 和 N_2O 的"源"。基于 100 年尺度,由 3 种温室气体计算全球增温潜势得出,人工芦苇湿地全球增温潜势大于天然芦苇湿地(15150.18kg/hm^2>12484.21kg/hm^2)。

关键词:芦苇湿地;土壤;温室气体;全球增温潜势;博斯腾湖

Emission fluxes of CO_2, CH_4, and N_2O from artificial and natural reed wetlands in Bosten Lake, China

WANG Jinlong[1,2], LI Yanhong[1,2,*], LI Fadong[1,2,3,4]
1 *Key Laboratory of Xinjiang Uygur Autonomous Region, Xinjiang Laboratory of Lake Environment and Resources in Arid Area, Urumqi* 830054, *China*
2 *College of Geographic Science and Tourism, Xinjiang Normal University, Urumqi* 830054, *China*
3 *Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing* 100101, *China*
4 *College of Resourses and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing* 100190, *China*

Abstract: CO_2, CH_4, and N_2O, have strong warming potentials and are considered to be the primary greenhouse gases in the atmosphere. Global warming caused by the increasing concentrations of atmospheric CO_2, CH_4, and N_2O is one of the hotspots in global change field. Greenhouse gas (GHG) fluxes in reed wetlands are critical in evaluating the source/sink strength of GHG in arid area. We studied the dynamics of soil CO_2, CH_4, and N_2O fluxes using static chamber—based on

基金项目:新疆维吾尔自治区重点实验室专项基金项目(XJDX0909-2014-05);新疆师范大学硕士研究生科技创新项目(XSY201602002)
收稿日期:2016-10-30; **网络出版日期**:2017-09-14
* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: lyh0704@126.com

gas chromatography in two reed wetlands of the freshwater Bosten Lake, located in an arid area of Northwestern China. During a full year of monitoring, environmental variables (including soil moisture, soil temperature, air temperature, pH and salinity) were measured to determine the effects of abiotic factors on soil CO_2, CH_4, and N_2O fluxes in artificial and natural reed wetlands. SPSS 19.0 for Windows was used to analyze the relationships between environmental factors and soil CO_2, CH_4, and N_2O fluxes. The results showed that soil CO_2, CH_4, and N_2O fluxes in the artificial reed wetland were 10.1—588.4mg m^{-2} h^{-1}, 1.32—29.7μg m^{-2} h^{-1} and 3.1—64.8μg m^{-2} h^{-1}, respectively, which was comparable with the values from the natural reed wetland. Higher soil CO_2 emissions occurred in summer, whereas CH_4 and N_2O emissions mainly occurred in late spring and early summer. Temperature was the main factor controlling soil CO_2 and N_2O fluxes in both reed wetlands ($P < 0.01$). Soil CH_4 emission flux was affected by both temperature and moisture. According to regression analysis, the combination of near-surface temperature, top 5cm soil temperature, and soil water content could explain 71% and 74.5% of soil CH_4 flux in artificial and natural reed wetlands, respectively. Soil organic carbon, pH, salinity, NH_4^+-N, and NO_3^--N are also influencing factors of CO_2, CH_4, and N_2O fluxes in artificial and natural reed wetlands. However, the differences in CO_2, CH_4, and N_2O emissions from soils of artificial and natural reed wetlands were caused by differences in soil organic carbon, soluble nitrogen, and biomass. Based on the centennial scale, the soils of artificial and natural reed wetland were "sources" of GHG, and the global warming potential from artificial reed wetland was higher than that from natural reed wetland.

Key Words: reed wetland; soil; greenhouse gases; global warming potential; Bosten lake

芦苇湿地是世界上分布较广、占地面积较大的主要湿地类型,在温室气体 CO_2、CH_4和N_2O的汇集和排放中起到重要作用[1]。了解芦苇湿地温室气体排放规律,准确估算芦苇湿地温室气体排放量对于正确理解大气温室气体的动态变化是十分必要的。国内外研究学者将天然芦苇湿地生态系统作为一种类型和其他生态系统对比,从而体现其温室气体排放特征。王蒙[2]对杭州湾芦苇湿地 CH_4、N_2O和 CO_2排放通量研究表明,土壤有机碳、pH 和土壤温度等对温室气体排放通量有显著影响。Kaki 等[3]对芬兰南部的沿海芦苇湿地甲烷排放研究表明,湿热的生长季节甲烷排放通量高于干冷的非生长季节。张颖等[4]对辽河河口芦苇湿地N_2O通量研究表明,芦苇湿地是N_2O的重要的排放“源”,N_2O通量秋季显著高于夏季。近些年来,人工湿地技术处理污水日益广泛,导致人工芦苇湿地面积显著增多,这会对大气温室气体的变化产生重要的影响。博斯腾湖是我国最大的内陆淡水湖泊,也是我国重要的芦苇湿地[5],天然芦苇湿地面积约 384.80km^2,人工芦苇湿地面积约 122.51km^2。研究淡水湖泊人工、天然芦苇湿地土壤温室气体源汇问题,其研究结果对深入研究干旱区湖泊湿地温室气体排放通量,尤其是对干旱区湖泊湿地芦苇人工恢复技术推广具有重要的科学价值。因此,本文以干旱区博斯腾湖芦苇湿地土壤为研究对象,选取人工和天然芦苇湿地为研究区域,探究人工和天然芦苇湿地土壤 CO_2、CH_4和N_2O的排放特征,探讨土壤温度、土壤含水量等环境因素对 CO_2、CH_4和N_2O排放的影响,对我国芦苇湿地温室气体观测数据进行重要补充,同时为评价我国干旱区芦苇湿地在全球气候变化中的作用提供科学参考。

1　试验地概况

博斯腾湖位于新疆巴音郭楞蒙古族自治州(41°44′—42°16′N,86°11′—87°27′E),是全国最大的内陆淡水湖泊。湖区降水稀少,多年平均降水量为 77.23mm,年蒸发量为 2241.48mm,属中温带干旱荒漠气候。年均日照时数 3074—3143h,昼夜温差大,良好的光热条件,为湖区芦苇的生长提供了极为有利的自然条件。研究区设置在博斯腾湖西岸扬水泵站附近,土壤以沼泽土为主,天然芦苇主要依靠湖水漫溢或地下水维持生命,人工芦苇利用农田排水和灌渠退水作为生长用水,长势优于天然芦苇。样地内人工芦苇和天然芦苇的平均盖度分别为 72%、43%,平均高度分别为 3.52、1.79m,地上生物量分别为 1148.75、175.25g/m^2。

2 研究方法

2.1 气体采集与分析

本研究设置人工芦苇湿地(artificial reed wetland)和天然芦苇湿地(natural reed wetland)2 个处理,每个处理设 3 个重复,共计 6 个小区,各小区面积为 10m×10m。土壤 CO_2、CH_4和N_2O的获取与测定采用静态箱-气相色谱法。静态箱体由内径 22cm、高 19.5cm 的圆柱形 PVC 管制成,不锈钢底座嵌入土壤中并固定于采气样点,整个观测期不再移动。土壤温室气体采集从 2015 年 1 月开始至 2015 年 12 月结束,采样频次为每月 1 次。根据研究区的不同,将一年分为四季,即春季(3—5 月)、夏季(6—8 月)、秋季(9—11 月)、冬季(1—2 月、12 月),为避免天气等因素的影响,选取天气晴朗、风速大致均一的条件下进行气体样品采集。采样均于当地时间 9:00 开始[6]。采气时,将采气箱放在不锈钢底座凹槽中,立即注水密封,并用 100mL 塑料注射器于扣箱后 0、5、10、15min 分别抽取 30mL 气体,每个小区共采集 4 个气样,采集的气样迅速寄往中国科学院禹城综合试验站,并使用气相色谱仪(GC 7890A)进行分析。采气期间同时记录土壤温度(5cm)、近地表温度。

气体通量的计算是通过气体浓度随时间的变化,计算单位地表面积的气体排放通量。土壤温室气体排放通量用以下公式计算[7]:

$$F = 60/100\rho h \times p/1013 \times 273/(273+T) \times dC_t/dt$$

式中:F 是被测气体排放通量[CO_2单位为 mg m^{-2} h^{-1},CH_4和N_2O单位为 μg m^{-2} h^{-1}];ρ 为标准状态下被测气体的密度(g/L);h 为箱高(cm);p 为采样点的气压(kPa);T 为采样时箱内平均气温(℃);t 是采样时间(min);dC_t/dt 为采集箱内被测气体体积分数的变化率[μL L^{-1}min^{-1}]。

年度累计排放量以相邻两次采样平均通量乘以间隔时间然后累加得出,即:

$$M = \Sigma(F_{i+1}+F_i)/2 \times (t_{i+1}-t_i) \times 24$$

式中:M 为土壤 CO_2、CH_4或N_2O累积排放总量;F 为 CO_2、CH_4或N_2O排放通量;i 代表采样次数;$t_{i+1}+t_i$表示两个相邻测定日期的间隔。

本研究选取 100 年尺度来计算土壤 CH_4和N_2O排放的全球增温潜势(GWP):

$$GWP = 25 \times [CH_4] + 298 \times [N_2O] + 1 \times [CO_2]$$

式中:25 和 298 分别为 CH_4和N_2O在百年尺度上相对于 CO_2的 GWP 倍数。

2.2 土壤采集与测定

土样分别于 2015 年春季、夏季、秋季、冬季各取 1 次。用铁铲和剖面刀在每个处理样地内随机建立 3 个土壤剖面,按 0—10、10—20、20—40、40—60、60—80、80—100cm 7 个垂直梯度采集土样,将每个处理内同深度的土壤样品混合成一份后,平均分为 2 份,立即带回实验室。一份经自然风干,研磨,过筛,用于室内土壤理化性质的测定;另一份装入保鲜密封袋中低温保存,用于室内土壤铵态氮和硝态氮的测定。土壤 pH 值采用土壤 pH 计水浸液测定法;土壤有机碳含量采用重铬酸钾氧化法;土壤 NH_4^+-N 采用靛酚兰比色法进行测定;土壤 NO_3^--N 采用双波长紫外比色法;土壤含水量采用烘干法[8]。

2.3 数据分析与处理

采用 Pearson 相关分析温室气体与环境因子的关系,采用 t 检验比较人工、天然芦苇湿地之间温室气体通量的差异,统计分析采用 SPSS 19.0 完成,采用 Sigma Plot 10.0 作图。

3 结果与分析

3.1 人工、天然芦苇湿地土壤 CO_2、CH_4和N_2O排放规律

人工和天然芦苇湿地土壤 CO_2通量的季节变化形式基本一致(图 1),是以夏季为排放峰值的单峰曲线,但二者排放强度存在差异。人工、天然芦苇湿地土壤 CO_2排放范围分别为:10.1—588.4、10.3—469.6mg m^{-2} h^{-1},年排放均值分别为 172.4mg m^{-2} h^{-1}和 142.6mg m^{-2} h^{-1};人工和天然芦苇湿地的 CH_4的排放具有一致的季

节变化规律,但表现出较大的年际波动(图 1)。二者土壤 CH_4排放形式为以 5 月和 9 月为峰值的双峰曲线形式。春季返青期开始骤增,5 月排放量最大,至冬季 CH_4的排放形式较为平缓。人工、天然芦苇湿地土壤的 CH_4排放范围分别为:2.9—82.4、3.1—64.8μg m^{-2} h^{-1},年排放均值分别为 29.1μg m^{-2} h^{-1}和 23.8μg m^{-2} h^{-1};人工、天然芦苇湿地土壤N_2O通量的季节变化形式基本一致(图 1),是以春末夏初的 6 月为排放峰值的单峰曲线。春季返青期开始骤增,至 6 月排放量最大,之后缓慢下降,于冬季达到最低。人工、天然芦苇湿地土壤N_2O排放范围分别为: 1.32—29.7、1.9—14.3μg m^{-2} h^{-1},年排放均值分别为 10.8μg m^{-2} h^{-1}和 7.8μg m^{-2} h^{-1}。综上所述,人工芦苇湿地土壤 CO_2、CH_4和N_2O排放通量均大于天然芦苇湿地,但差异不显著(P>0.05)。

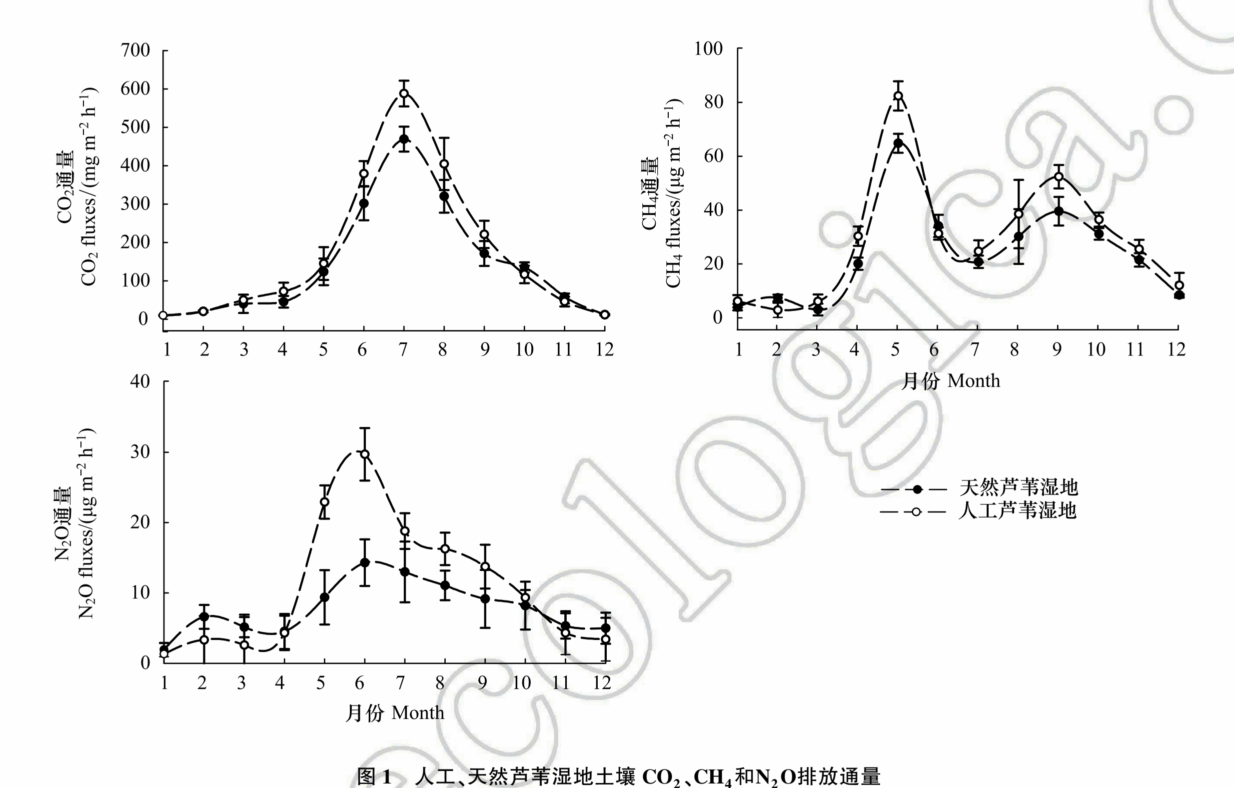


图 1　人工、天然芦苇湿地土壤 CO_2、CH_4和N_2O排放通量

Fig.1　Fluxes soil of CO_2, CH_4, and N_2O in artificial and natural reed wetlands

3.2　人工、天然芦苇湿地土壤 CO_2、CH_4和N_2O通量与水热因子的关系

2015 年人工、天然芦苇湿地土壤温度变化趋势及变幅近一致,均为单峰曲线,二者土壤温度变化范围分别为-7—18.7℃、-7.2—21.1℃(图 2);人工、天然芦苇湿地近地面大气温度变化趋势均为单峰曲线,峰值出现在 8 月,变化范围分别为-8—20℃、-10—25℃(图 2);人工、天然芦苇湿地土壤含水量变化趋势均为双峰曲线,在 5 月达到峰值,此后下降,于 9—10 月逐渐回升,局部有所波动,变化范围分别为 6%—18%、4.9%—17%(图 2)。t 检验表明,人工、天然芦苇湿地之间的土壤温度和近地表温度无显著差异(P>0.05),但人工芦苇湿地土壤含水量显著高于天然芦苇湿地(P<0.05)。

由表 1 可知,土壤温度对人工、天然芦苇湿地温室气体通量的影响存在差异。土壤温度与人工、天然芦苇湿地 CO_2和N_2O通量均达到极显著正相关(P<0.01),与 CH_4通量均达到显著正相关(P<0.05);土壤含水量与 CO_2通量均未达到显著相关水平,但对人工芦苇湿地 CO_2通量的影响更明显。土壤含水量与 CH_4通量呈极显著正相关(P<0.01),同样与N_2O通量均未达到显著相关水平;近地表温度对人工、天然芦苇湿地温室气体通量的影响与土壤温度相一致,与 CO_2及N_2O通量均达到极显著正相关(P<0.01),与 CH_4通量均达到显著正相关(P<0.05)。

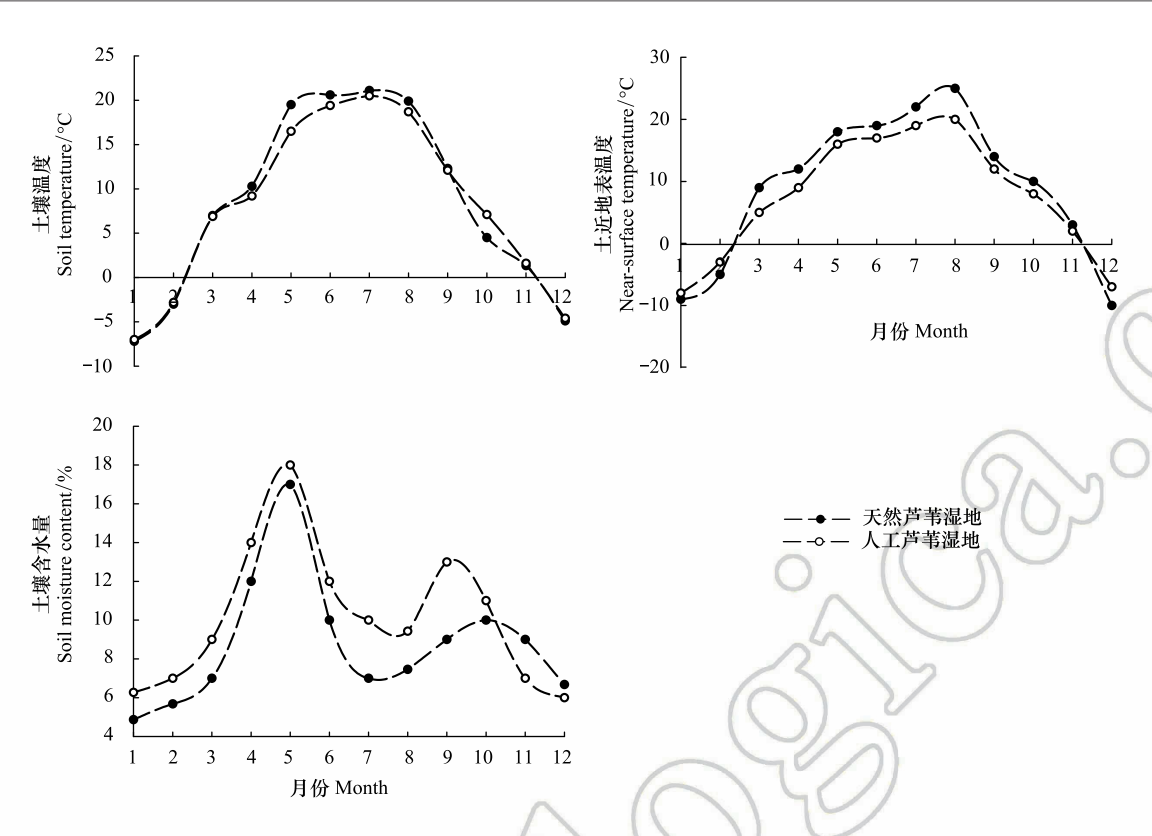


图 2 人工、天然芦苇湿地全年土壤温度、近地表温度和土壤含水量变化趋势

Fig.2 The trend of annual soil temperature, near-surface temperature and soil water content in artificial and natural reed wetlands

表 1 土壤 CO_2、CH_4 和 N_2O 通量与水热因子相关关系

Table 1 Soil CO_2, CH_4, and N_2O fluxes and water and heat factors

参数 Parameter	通量 Flux	土壤温度(T_s) Soil temperature	土壤含水量(W) Soil moisture content	近地表温度(T_{air}) Near-surface temperature	拟合方程 Fitting equation
人工芦苇湿地	CO_2	0.842**	0.261	0.825**	$F_{CO_2}=25.264T_s-28.749W+284.064$, $R^2=0.847$
Artificial reed wetland	CH_4	0.667*	0.865**	0.656*	$F_{CH_4}=0.396T_s+4.761W-22.459$, $R^2=0.71$
	N_2O	0.773**	0.597	0.78**	$F_{N_2O}=0.343T_s-0.063W+5.971$, $R^2=0.549$
天然芦苇湿地	CO_2	0.83**	0.045	0.796**	$F_{CO_2}=15.526T_s-20.003W+195.558$, $R^2=0.806$
Natural reed wetland	CH_4	0.636*	0.747**	0.645*	$F_{CH_4}=0.551T_s+3.829W-14.363$, $R^2=0.745$
	N_2O	0.712**	0.429	0.734**	$F_{N_2O}=0.635T_s+0.609W+0.417$, $R^2=0.55$

** 极显著相关(P<0.01); * 显著相关(P<0.05)

3.3 人工、天然芦苇湿地土壤 CO_2、CH_4 和 N_2O 通量与土壤理化性质的关系

2015 年人工、天然芦苇湿地土壤均呈碱性,土壤 pH 值季节变化不明显,二者 pH 最高值均于秋季出现,而最低值出现于夏季,变化范围分别为 7.68—9.07、7.84—9.30(图 3);天然芦苇湿地土壤盐分含量有明显的季节变化,并且显著高于人工芦苇湿地(P<0.05),变化范围分别为 1.72—7.34、0.93—1.25g/kg(图 3);人工、天然芦苇湿地土壤有机碳含量季节变化明显,二者峰值分别出现在秋季和夏季,变化范围分别为 10.53—19.29、10.20—18.49g/kg(图 3);人工、天然芦苇湿地土壤铵态氮和硝态氮含量季节变化均较明显,二者均在夏季和秋季达到峰值,变化范围分别为 6.07—50.33mg/kg 和 25.41—77.87 mg/kg、4.55—10.33mg/kg 和8.69—60.87mg/kg(图 3)。

将人工、天然芦苇湿地土壤 3 种温室气体通量分别与其土壤理化性质进行相关分析,由表 2 可知,人工芦

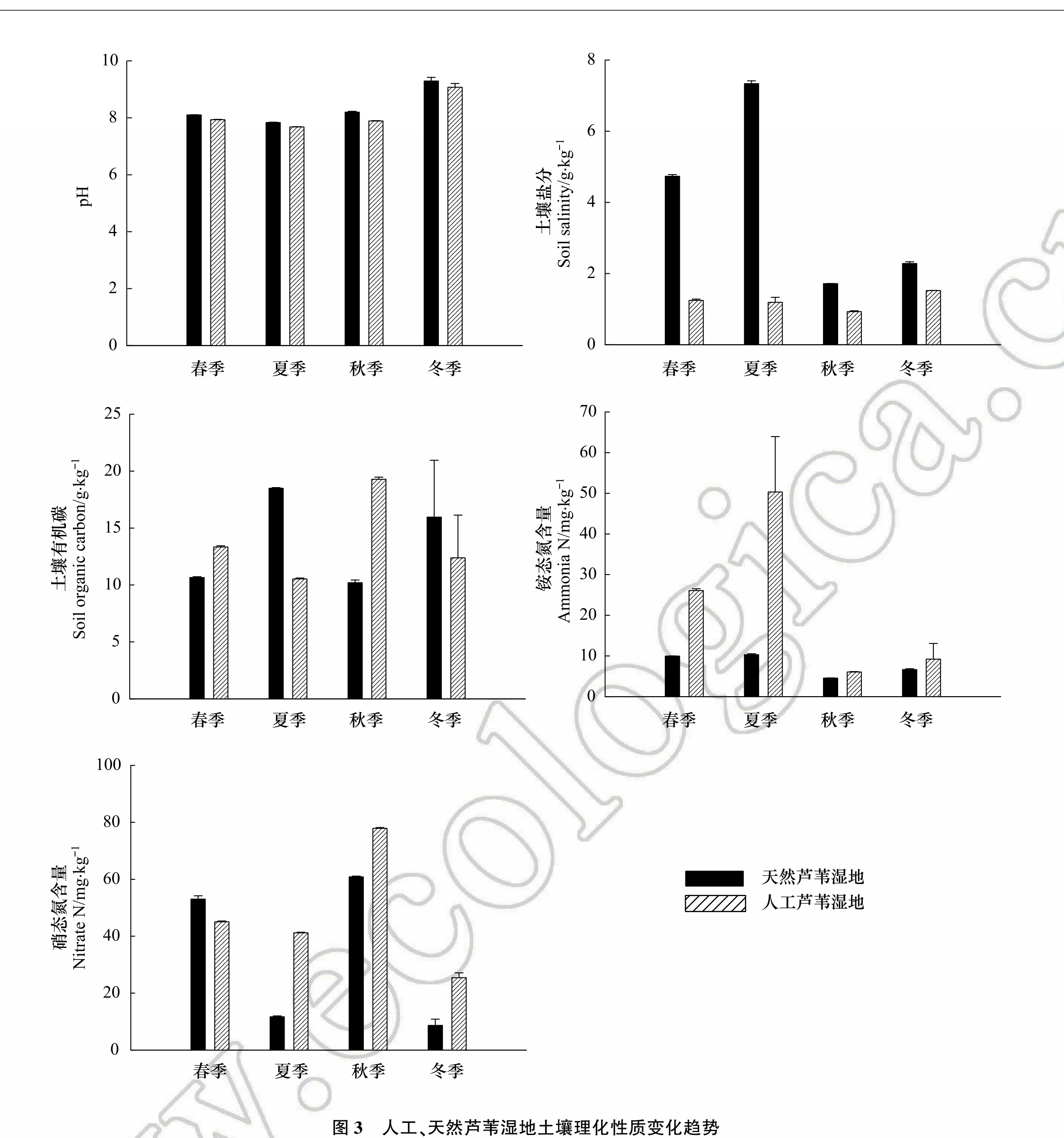


图 3　人工、天然芦苇湿地土壤理化性质变化趋势

Fig.3　The trend of soil physical and chemical properties in artificial and natural reed wetlands

苇湿地土壤 CO_2 排放通量与土壤 pH、有机碳及 NH_4^+-N 之间表现出显著的相关性，其中 CO_2 排放通量与 pH 呈负相关，表明 pH 在土壤 CO_2 排放过程中起到抑制的作用，而与土壤有机碳及 NH_4^+-N 呈正相关，表明土壤中有机碳和无机氮含量丰富有利于 CO_2 排放；土壤 CH_4 排放通量与 pH、盐分及有机碳之间相关性较明显（$P<0.05$），相关系数分别为 0.935、0.749 和 0.77，说明有机碳的含量能够影响甲烷氧化菌和产甲烷菌的生物活性，并且在偏碱性的土壤环境中甲烷氧化菌和产甲烷菌表现活跃，有利于 CH_4 的产生；土壤 N_2O 排放通量仅与 NO_3^--N、NH_4^+-N 之间表现出较高相关性，表明土壤无机氮（NO_3^--N、NH_4^+-N）是影响芦苇湿地土壤 N_2O 排放的主要影响因素。天然芦苇湿地土壤 CO_2 排放通量与土壤 pH、有机碳及 NO_3^--N 之间相关性较显著（$P<0.05$），相关系数分别为 −0.896、0.78 和 0.851；土壤 CH_4 排放通量仅与盐分之间存在极显著正相关性（$P<0.01$），而与 pH、有机碳及无机氮含量之间相关性不高；土壤 N_2O 排放通量与各土壤理化指标之间呈现正相关性，但不显著（$P>0.05$）。

表 2 土壤 CO_2、CH_4和N_2O通量与土壤理化性质相关关系

Table 2 Soil CO_2, CH_4 and N_2O flux and soil physical and chemical properties of the relationship

参数 Parameter	通量 Flux	pH	有机碳 Soil organic carbon	NH_4^+-N Ammonia N	NO_3^--N Nitrate N	盐分 Soil salinity
人工芦苇湿地	CO_2	-0.903**	0.89**	0.701*	0.5	-0.445
Artificial reed wetland	CH_4	0.935**	0.77*	0.382	0.138	0.749*
	N_2O	0.582	0.271	0.735*	0.724*	0.641
天然芦苇湿地	CO_2	-0.896**	0.78*	0.054	0.851**	-0.606
Natural reed wetland	CH_4	0.589	0.403	0.414	0.512	0.905**
	N_2O	0.598	0.529	0.28	0.629	0.635

** 极显著相关(P<0.01); * 显著相关(P<0.05)

3.4 人工、天然芦苇湿地温室气体累积排放总量及 GWP

温室气体累积排放量的大小可以反映某段时间内温室气体排放强度的大小。全球增温潜势(GWP)通常被用来定量衡量不同温室气体对全球变暖的相对影响,常以 CO_2当量来衡量[9]。在百年时间尺度上,1 分子CH_4排放到大气中相当于 25 分子 CO_2的辐射影响,而 1 分子N_2O的辐射影响是 CO_2的 298 倍[10]。研究测定表明(表 3),人工芦苇湿地土壤 CO_2、CH_4和N_2O累积排放量均高于天然芦苇湿地。这可能是由于人工芦苇较好的生长状况改善了土壤环境条件,更有利于 CO_2、CH_4和N_2O的产生。另外,其较丰富的根系在 CO_2、CH_4和N_2O的产生和排放中起到重要作用。植物根系分泌物不仅可以为温室气体的产生提供底物[11],还能刺激土壤有机碳的分解[12],从而促进 CO_2、CH_4和N_2O的产生。本研究中测定的 CO_2通量是静态箱内土壤排放的 CO_2量,未考虑植物对 CO_2的吸收固定,因此,土壤 CO_2年累积排放总量较高。全球增温潜势的大小取决于 3 种温室气体累积排放量的大小。博斯腾湖芦苇湿地土壤全球增温潜势表现为:人工芦苇湿地(15150.18kg/hm^2)>天然芦苇湿地(12484.21kg/hm^2)。这可能是由于人为干预后,人工芦苇生物量明显增大,大量的凋落物提供了充足的碳源,使得土壤中碳的排放大于碳的固定,温室气体累积排放量及增温潜势高于天然芦苇。综上所述,人工和天然芦苇湿地在 100 年时间尺度上综合表现为温室气体的“源”,表明人工和天然芦苇湿地土壤对全球变暖有促进作用。

表 3 人工、天然芦苇湿地土壤温室气体累积排放通量及全球增温潜势

Table 3 Average emission fluxes and global warming potential of greenhouse gases in artificial and natural reed wetlands

参数 Parameter	CO_2/kg/hm^2)	CH_4/(kg/hm^2)	N_2O/(kg/hm^2)	GWP/(kg/ CO_2 hm^2)
人工芦苇湿地 Artificial reed wetland	14815.11±892.01	2.45±0.35	0.92±0.21	15150.18±363.52
天然芦苇湿地 Natural reed wetland	12240.61±691.85	2.01±0.42	0.65±0.14	12484.21±244.61

4 讨论

4.1 人工、天然芦苇湿地土壤 CO_2排放特征及差异

博斯腾湖人工、天然芦苇湿地土壤 CO_2排放通量季节性变化特征相似,均是以 7 月为排放峰值的单峰曲线,较大值均主要集中于夏季,即植物生长旺盛期,原因是夏季芦苇覆盖面积比较大,生长茂盛,加之夏季阳光充足,根系呼吸作用和微生物等一系列因素的影响,导致在 7 月土壤 CO_2排放通量达到最大。在观测期间,人工、天然芦苇湿地土壤 CO_2排放通量范围分别为: 10.1—588.4、10.3—469.6mg m^{-2} h^{-1},年排放均值分别为 172.4mg m^{-2} h^{-1}和 142.6mg m^{-2} h^{-1},排放通量低于七星河芦苇湿地[13],高于崇明东滩芦苇湿地[14],这是由于各研究区地理跨度大,土壤性质和气候特点具有差异。人工、天然芦苇湿地年均土壤 CO_2排放通量大小表现为人工芦苇湿地>天然芦苇湿地,这可能与底物数量、植物的生长特性和不同植被覆盖下土壤理化性质的差异有关。相关分析表明,土壤 pH 值与土壤 CO_2排放通量之间呈现显著负相关关系,但土壤 pH 值是通过酸化

累积过程导致土壤碳、氮以及其他养分元素含量的差异而造成 CO_2 的排放差异,因此 pH 值并不是造成土壤 CO_2 排放差异的直接原因[15]。Wagner 等[16]研究表明,土壤 CO_2 排放强度主要取决于土壤中碳氮底物的含量及矿化速率。人工芦苇湿地 CO_2 排放通量高,可能是因为人工芦苇湿地土壤有机碳及无机氮(NO_3^--N 和 NH_4^+-N)含量较高,有利于矿化过程的进行,可以为土壤微生物提供充足的底物。人工芦苇湿地较天然芦苇湿地而言,样地受围垦和破坏的影响较大,土壤有机质等的周转和分解得以加快,利于 CO_2 的大量产生。另外,由于人工芦苇生物量显著高于天然芦苇($P<0.05$),植被矮小的天然芦苇,光合作用固定的 C 和转移至根部的 C 相对较少,为根系生长和根系呼吸提供的底物和能量较少[17]。并且天然芦苇地下根系不发达,导致根系呼吸作用和根际土壤有机碳的矿化活动较弱,不利于 CO_2 的大量产生[18]。因此,土壤有机碳及生物量是造成土壤 CO_2 排放差异的直接原因。

4.2　人工、天然芦苇湿地土壤 CH_4 排放特征及差异

博斯腾湖人工、天然芦苇湿地土壤 CH_4 季节排放通量表现为以 5 月和 9 月为峰值的双峰曲线形式,这与辽河三角洲芦苇湿地甲烷以夏季为排放峰值的单峰曲线形式不一致[19]。人工、天然芦苇湿地土壤 CH_4 年排放范围分别为 2.9—82.4、3.1—64.8μg m^{-2} h^{-1},高于扎龙高寒芦苇湿地[20],低于杭州湾芦苇湿地[21]、辽河三角洲芦苇湿地[22],甲烷排放通量大小存在差异可能是由于不同地域的环境因子与芦苇生长阶段和状态的不同造成的。观测期内人工、天然芦苇湿地土壤 CH_4 排放出现双峰形式,是由于 4 月下旬开始冻土融化过程使得土壤含水率升高,而 9 月降水明显增多,土壤水分增高有利于产甲烷菌活性增强,而人工芦苇湿地由于人工引灌,其土壤含水量显著高于天然芦苇湿地($P<0.05$),因此表现为更强的 CH_4 排放。人工、天然芦苇湿地年均土壤 CH_4 排放通量大小表现为:人工芦苇湿地>天然芦苇湿地,这可能与不同生长状况下 CH_4 产生所需的底物数量、产甲烷菌活性和土壤理化性质等的差异有关[23]。土壤有机碳是土壤 CH_4 产生的底物来源之一[24],它通过为产甲烷菌提供产 CH_4 底物和能源而间接影响 CH_4 的产生。有研究表明,土壤 CH_4 排放通量与土壤有机碳含量呈显著的正相关关系[25],这与本文研究结论一致。土壤 pH 及盐分是通过影响微生物及酶活性进而影响土壤 CH_4 的产生。研究表明,土壤产甲烷菌的最佳 pH 范围为 6.9—7.2 之间[26],并且一定浓度的盐分对湿地甲烷的产生与排放具有促进作用[27]。但土壤 pH 及盐分是通过自身变化而引起其他理化性质的变化,并未直接影响土壤 CH_4 的产生。因此,土壤有机碳含量和土壤含水量的差异可能是造成两者 CH_4 排放通量不同的主要原因。

4.3　人工、天然芦苇湿地土壤 N_2O 排放特征及差异

博斯腾湖人工、天然芦苇湿地土壤 N_2O 排放通量具有较明显的季节变化趋势,为单峰曲线。峰值出现在春末夏初,这与汪青等[28]研究崇明东滩芦苇湿地 N_2O 排放高峰集中于夏季的结果不一致。人工、天然芦苇湿地土壤 N_2O 排放范围分别为:1.32—29.7、1.9—14.3μg m^{-2} h^{-1},低于太湖梅梁湾湖滨带[29]和胶州湾芦苇湿地[30]。人工、天然芦苇湿地年均土壤 N_2O 排放通量表现为人工芦苇湿地>天然芦苇湿地,即生长较好的人工芦苇湿地的平均 N_2O 排放通量较大。这可能与土壤有机碳含量、水分含量等土壤理化性质有关。天然芦苇湿地土壤有机碳含量低于人工芦苇湿地,N_2O 产生可利用的底物相对较少。由于芦苇具有发达的通气组织,受人为引灌的影响,人工芦苇可以将水中的 NO_3^--N 和 NH_4^+-N 分别输送到土壤厌氧层和土壤氧化层,从而促进反硝化作用和硝化作用的进行[31]。人工芦苇湿地土壤有机碳含量高于天然芦苇湿地,且前者的根系发达、根系分泌物较多,可以为参与硝化或反硝化作用的土壤微生物提供更多的底物,促进 N_2O 的产生[32]。人工芦苇生物量比天然芦苇大,光合作用固定的 C 比天然芦苇多,可以为根系呼吸和根系分泌活动提供更多的能源。另外,人工芦苇枯萎、死亡后,增加了凋落物的输入量,为 N_2O 产生菌提供了更为丰富的底物,更有效地提高了 N_2O 产生率。NO_3^--N 和 NH_4^+-N 是反硝化作用和硝化作用进行的必需反应物[33]。人工芦苇湿地土壤 NO_3^--N 和 NH_4^+-N 含量高于天然芦苇湿地,这可以为 N_2O 的产生过程提供更多的反应物,促进 N_2O 的产生。天然芦苇生长高度大多在 1.79m 左右,植被稀疏,光照导致植物根系对 NO_3^- 和 NO_2^- 吸收作用相对较强,使得硝化和反

硝化过程所需要的底物量减少，从而使得N_2O的排放量减少。人工芦苇植株较高，周围的植株可以起到一定的遮阴作用，利于 NO_3^- 和 NO_2^- 积累，从而促进N_2O的排放[34]。造成人工和天然芦苇湿地土壤N_2O排放通量的不同的原因可能是由两者土壤有机碳、无机氮（NO_3^--N 和 NH_4^+-N）及生物量的差异造成的。

5 结论

干旱区博斯腾湖芦苇湿地土壤是大气温室气体的“源”，3 种温室气体的排放均具有明显的季节动态。分析人工、天然芦苇湿地土壤 CO_2、CH_4和 N_2O排放通量与其环境因子之间的关系发现，土壤温度和近地表温度是影响土壤 CO_2和 N_2O排放通量的关键因子，而土壤温度、近地表温度和土壤含水量是影响土壤 CH_4排放通量的重要因子。土壤 pH、盐分、有机碳、NO_3^--N 及 NH_4^+-N 也是土壤 CO_2、CH_4和 N_2O排放通量的影响因素；人为引水灌溉及围垦的土地利用方式差异使得人工芦苇湿地土壤肥力及芦苇长势优于天然芦苇湿地，进而导致人工芦苇土壤温室气体累积排放量高于天然芦苇。因此，基于 100 年时间尺度，人工芦苇湿地具有更高的温室气体排放潜力。

参考文献（References）：

[1] Sim C H, Yusoff M K, Shutes B, Ho S C, Mansor M. Nutrient removal in a pilot and full scale constructed wetland, Putrajaya city, Malaysia. Journal of Environmental Management, 2008, 88(2): 307-317.
[2] 王蒙. 杭州湾滨海湿地 CH_4、N_2O、CO_2排放通量及其影响因素研究[D]. 北京：中国林业科学研究院, 2014.
[3] Käki T, Ojala A, Kankaala P. Diel variation in methane emissions from stands of *Phragmites australis*, (Cav.) Trin. ex Steud. and *Typha latifolia*, L. in a boreal lake. Aquatic Botany, 2001, 71(4): 259-271.
[4] 张颖. 生态修复对辽河口芦苇湿地N_2O通量影响机制及生态效应的研究[D]. 青岛：中国海洋大学, 2015.
[5] 程其畴. 博斯腾湖研究. 南京：河海大学出版社, 1995.
[6] 万运帆, 李玉娥, 林而达, 高清竹, 秦晓波. 静态箱法测定旱地农田温室气体时密闭时间的研究. 中国农业气象, 2006, 27(2): 122-124.
[7] Allen M R, Stott P A, Mitchell J F B, Schnur R, Delworth T L. Quantifying the uncertainty in forecasts of anthropogenic climate change. Nature, 2000, 407: 617-620.
[8] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析. 上海：上海科学技术出版社, 1978.
[9] Whiting G J, Chanton J P. Greenhouse carbon balance of wetlands: methane emission versus carbon sequestration. Tellus B, 2001, 53(5): 521-528.
[10] IPCC. Climate change 2007: the physical science basis: Contribution Working group I to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2007.
[11] Calhoun A, King G M. Regulation of root-associated methanotrophy by oxygen availability in the rhizosphere of two aquatic macrophytes. Applied and Environmental Microbiology, 1997, 63(8): 3051-3058.
[12] 丁维新, 蔡祖聪. 植物在 CH_4产生、氧化和排放中的作用. 应用生态学报, 2003, 14(8): 1379-1384.
[13] 惠若男. 河岸湿地土壤二氧化碳排放规律及其影响因素研究[D]. 哈尔滨：东北林业大学, 2014.
[14] 胡泓, 王东启, 李杨杰, 陈振楼, 吴杰, 尹秋晓, 管永健. 崇明东滩芦苇湿地温室气体排放通量及其影响因素. 环境科学研究, 2014, 27(1): 43-50.
[15] 欧阳学军, 周国逸, 黄忠良, 彭闪江, 刘菊秀, 李炯. 土壤酸化对温室气体排放影响的培育实验研究. 中国环境科学, 2005, 25(4): 465-470.
[16] Wagner D, Pfeiffer E M. Two temperature optima of methane production in a typical soil of the Elbe river marshland. FEMS Microbiology Ecology, 1997, 22(2): 145-153.
[17] 蒋娜,陈紫娟,曹轶,田建卿,王艳芬,东秀珠.低温湿地甲烷古菌及其介导的甲烷产生途径.微生物学通报,2013,40(1):137-145.
[18] 张清磊.胶州湾典型滨海湿地 CO_2排放通量研究[D].青岛:青岛大学,2015.
[19] 黄国宏,肖笃宁,李玉祥,陈冠雄,杨玉成,赵长伟.芦苇湿地温室气体甲烷(CH_4)排放研究.生态学报,2001,21(9):1494-1497.
[20] 黄璞祎,于洪贤,柴龙会,柴方营,张万峰.扎龙芦苇湿地生长季的甲烷排放通量.应用生态学报,2011,22(5):1219-1224.
[21] 王蒙,吴明,邵学新,盛宣才.杭州湾滨海湿地 CH_4排放通量的研究.土壤,2014,46(6):1003-1009.
[22] 黄国宏, 李玉祥, 陈冠雄, 杨玉成, 赵长伟. 环境因素对芦苇湿地 CH_4排放的影响. 环境科学, 2001, 22(1): 1-5.
[23] 菊花, 申国珍, 徐文婷, 赵常明, 苏磊, 王杨, 谢宗强, 张秋良. 神农架主要森林土壤 CH_4、CO_2和N_2O排放对降水减少的响应. 生态学报,

2016, 36(20): 6397-6408.

[24] 丁维新, 蔡祖聪. 土壤有机质和外源有机物对甲烷产生的影响. 生态学报, 2002, 22(10): 1672-1679.

[25] 朱玫, 田洪海, 李金龙, 唐孝炎. 大气甲烷的源和汇. 环境保护科学, 1996, 22(2): 5-9, 26-26.

[26] Garcia J L, Patel B K C, Ollivier B. Taxonomic, phylogenetic, and ecological diversity of methanogenic *Archae*. Anaerobe, 2000, 6(4): 205-226.

[27] Weston N B, Vile M A, Neubauer S C, Velinsky D J. Accelerated microbial organic matter mineralization following salt-water intrusion into tidal freshwater marsh soils. Biogeochemistry, 2011, 102(1/3): 135-151.

[28] 汪青, 刘敏, 侯立军, 程书波. 崇明东滩湿地 CO_2、CH_4 和 N_2O 排放的时空差异. 地理研究, 2010, 29(5): 935-946.

[29] 王洪君, 王为东, 卢金伟, 杨龙元, 尹澄清. 湖滨带温室气体氧化亚氮(N_2O)排放研究. 生态环境, 2006, 15(2): 270-275.

[30] 谢文霞, 赵全升, 张芳, 马晓菲. 胶州湾河口湿地秋冬季 N_2O 气体排放通量特征. 地理科学, 2011, 31(4): 464-469.

[31] Martin J F, Reddy K R. Interaction and spatial distribution of wetland nitrogen processes. Ecological Modelling, 1997, 105(1): 1-21.

[32] Parsons M, Thoms M, Norris R. Australian river assessment system: review of physical river assessment methods—a biological perspective. Canberra: Cooperative Research Centre for Freshwater Ecology, 2002: 1-24.

[33] 李成高. 环境理化因子对集约化养殖海域沉积物中亚硝态氮积累和释放的影响[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2007.

[34] 陈冠雄, 徐慧, 张颖, 张秀君, 李玥莹, 史荣久, 于克伟, 张旭东. 植物—大气 N_2O 的一个潜在排放源. 第四纪研究, 2003, 23(5): 504-510.